

Utslipp av overflatevann fra Eramet Norway i Porsgrunn



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Utslipp av overflatevann fra Eramet Norway i Porsgrunn	Løpenr. (for bestilling) 6128-2011	Dato 3. juni 2011
	Prosjektnr. Undernr. O-11005	Sider Pris 24
Forfatter(e) Sissel Brit Rannekleiv, Tone Merete Muthanna, Sigurd Øxnevad, Espen Lund, Jarle Molvær	Fagområde Miljøgifter overflateavrenning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Telemark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Eramet Norway Porsgrunn	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

På oppdrag fra Eramet Norway Porsgrunn (ENP) har NIVA beregnet massetransporten fra verkets tomt til Skienselva til å være: 2682 kg/år for Mn, 12.7 kg/år for Zn, 1.5 kg/år for Pb, 0.15 kg/år for Cd, 0.44 kg/år for As, 0.35 kg/år for Mo, 3.5 kg/år for Ni, 28.1 g/år for Hg, 12.4 kg/år for Cu, 3.8 kg/år for Co, 3.0 kg/år for Cr og 8046 kg/år for STS. Det er gjort vurderinger av effekter utslippene av metaller og STS påfører resipienten ved hjelp av Klifs sedimentveileder og fra tilgjengelig informasjon. For metallene som omfattes av Klifs sedimentveileder vil bidraget fra ENP gi en svak økning i bakgrunnskonsentrasjonen i Skienselva, men det vil være langt igjen til PNEC-verdier overskrides. For de resterende metallene (Mn, Mo og Co) og STS som ikke omfattes av Klifs sedimentveileder ble tilførselene fra ENP antas å ha marginale effekter på resipienten.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Metaller, suspendert stoff	1. Metals, suspended materials
2. Overflateavrenning	2. Discharges run-off water
3. Modellering	3. Modelling
4. Skienselva, Porsgrunnselva	4. Skienselva, Porsgrunnselva



Sissel Brit Rannekleiv
Prosjektleder



Thorjørn Larssen
Forskningsleder
ISBN 978-82-577-5863-9



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

Utslipp av overflatevann fra Eramet Norway i Porsgrunn

Forord

Denne rapporten er utarbeidet for Eramet Norway i Porsgrunn (ENP).

Sissel Brit Rannekleiv har vært prosjektleder og ansvarlig for rapporteringen. Kvantifisering av overflateavrenning og massetransport er gjort av Tone Merete Muthanna. Informasjonen om tomt og produksjonsprosesser er utarbeidet av prosjektleder etter befaringer og samtaler med kontaktperson hos ENP. Vurderinger av effekter utslippet har på resipienten er gjort av Sigurd Øxnevad sammen med prosjektleder. Jarle Molvær har bidratt i kapittelet om Frierfjorden.

Oddvar Hopen var kontaktperson hos ENP.

Takk til alle for god hjelp underveis.

Oslo 5.6.2011

Sissel Brit Rannekleiv

Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
1. Innledning	8
2. Bakgrunn og målsetning	8
2.1 Produksjonsprosessen ved ENP	8
2.2 Rensetiltak ved ENP	9
2.3 Frierfjorden	10
2.4 Målsetning	11
3. Kjemisk analyse og prøvetakning	12
4. Kvantifisering av overvannsavrenning og massetransport	13
4.1 Nedbørsfeltene	13
4.2 Avrenning	14
4.3 Massetransport av metaller og STS fra de ulike arealene	14
4.4 Sesongsvariasjon i massetransport	18
5. Utslipp av suspendert tørrstoff	19
6. Miljøbelastningen utslippet påfører resipienten	20
7. Referanser	23

Sammendrag

På oppdrag fra Eramet Norway Porsgrunn AS (ENP) har NIVA beregnet massetransport av mangan (Mn), sink (Zn), bly (Pb), kadmium (Cd), arsen (As), molybden (Mo), nikkel (Ni), kvikksølv (Hg), kobber (Cu), kobolt (Co), krom (Cr) og suspendert tørrstoff (STS) fra verkets tomt.

Tomta ble inndelt i 17 avrenningsfelt basert på kartinformasjon, observasjoner og opplysninger om kummer og utløp fra ENP. Årsavrenningen fra tomta ble beregnet med data fra Meteorologisk institutts værstasjon Brannstasjonen (målestasjon nr. 30260) i Porsgrunn ved bruk av nedbørsmålinger for 2010. Konsentrasjoner av metaller og STS fra totalt 119 prøver tatt gjennom året har blitt analysert. For arealet "Kai", hvor overflatevann rant over kaikanten ble det benyttet sjablongverdier, som var medianverdier fra alle prøvene. Basert på denne informasjonen ble massetransporten estimert.

Massetransporten av metaller og STS via overflatevannet ble beregnet til å være: 2682 kg/år for Mn, 12.7 kg/år for Zn, 1.5 kg/år for Pb, 0.15 kg/år for Cd, 0.44 kg/år for As, 0.35 kg/år for Mo, 3.5 kg/år for Ni, 28.1 g/år for Hg, 12.4 kg/år for Cu, 3.8 kg/år for Co, 3.0 kg/år for Cr og 8046 kg/år for STS.

Arealene på ENP-tomta består i hovedsak av komprimerte grusbelagte flater med begrenset infiltrasjonsevne. Det er stor utnyttelsesgrad av tomta, og de fleste arealer er dekket med tak av korrugerte stålplater. Massetransporten av metaller og STS var høyest fra de mest aktive arealene, og det var stor spredning i størrelsen i massetransporten mellom de ulike arealene. Det var høy lineær korrelasjon mellom konsentrasjonene av de fleste metaller og STS, med unntak av bl.a Zn, Hg, As og Mo, noe som tyder på at avrenningen relativt sett er ganske homogen. Årsaken til at As og Hg i stor grad ikke korrelerer med de andre metallene kan muligens skyldes at de er lettflyktige og fordampes under produksjonen. For Zn som er et lettutløselig metall, vil det i tillegg til selve avrenningen fra tomta være et påslag fra bakgrunnen slik som for eksempel takkonstruksjonene. I kummer som drenerer fra arealer rundt slaggbehandlingen var det ingen tydelige forhøyede konsentrasjoner av STS. Ved Hg-renseanlegget og ved arealer hvor det har vært aktiviteter knyttet til rensing av Hg-holdig materialer ble de høyeste konsentrasjonene av Hg funnet.

Det er gjort vurderinger av effekter utslippene av metaller og STS påfører resipienten. For metaller som er omfattet av Klifs sedimentveileder, er avrenningen fra tomta vurdert mot utlekking fra sedimentene og PNEC-verdier beregnet i vannmassene fra et tidligere (2010) sett med sedimentdata utenfor ENP. For metallene som omfattes av Klifs sedimentveileder vil bidraget fra ENP gi en svak økning i bakgrunnskonsentrasjonen, og det vil være langt igjen til PNEC-verdier overskrides. For de resterende metallene (Mn, Mo og Co) og STS som ikke omfattes av Klifs sedimentveileder, ble det gjort en generell vurdering sammenliknet med funn fra litteraturen. For alle metallene vil tilførslene fra ENP ha marginale effekter på resipienten. Beregnede konsentrasjonen av STS vil være lavere enn effektgrense for uhellsutslipp.

Summary

Title: Discharges of run-off water from Eramet Norway Porsgrunn

Year: 2011

Author: Sissel Brit Ranneklev

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5863-9

On contract from Eramet NORWAY Porsgrunn (ENP) NIVA has quantified and assessed the discharges from the surface run-off water from the silico- and ferro-manganese plant to River Skienselva.

Mass transports of manganese (Mn), zinc (Zn), arsenic (As), lead (Pb), cadmium (Cd), copper (Cu), chromium (Cr), mercury (Hg), nickel (Ni), zink (Zn), cobalt (Co), molybdenum (Mo), and suspended solids (SS) in the surface run-off water from the plant were calculated.

The plant area was divided into seventeen run-off catchment areas based on information from maps, positions of manholes, and discharges provided from ENP. Average yearly run-off from the surface was calculated using monthly precipitation data from 2010, provided from the Norwegian Meteorological Institute's weather station Brannstasjonen (No. 30260) in Porsgrunn. The concentrations of the metals and SS sampled in manholes were provided by ENP. Based on this information the mass transport from the ground was calculated.

The following annual discharges of metals and STS were estimated: 2682 kg/year of Mn, 12.7 kg/year for Zn, 1.5 kg/year for Pb, 0.15 kg/year for Cd, 0.44 kg/year for As, 0.35 kg/year for Mo, 3.5 kg/year for Ni, 28.1 g/year for Hg, 12.4 kg/year for Cu, 3.8 kg/year for Co, 3.0 kg/year for Cr, and 8046 kg/year for STS.

The ground at ENP consisted mainly of compacted gravel with limited infiltration capacity, and most of the ground was covered with buildings with roofs of corrugated steel plates. Mass transport of metals and SS were highest from the most active areas, and there was a wide variation in the size of the mass transport between the different areas. A high linear correlation between the concentrations of most metals and SS was observed, with the exceptions of Zn, Hg, As, and Mo, indicating that the runoff was relatively quite homogeneous. The reason why As and Hg did not correlate well to the others metals and SS may be due to evaporation and losses during processing. For Zn, a substantial background concentration may be expected due to that Zn is easily dissolved, and at ENP the corrugated steel plates may contribute to the background concentrations. In areas associated to slag-treatment, elevated concentrations of SS were not found in the corresponding manholes. In areas where activities related to handling of Hg-containing material, elevated concentrations of Hg were observed.

To assess the potential impact of metals and SS on the recipient, the contribution from the surface run-off water was compared to leaching from sediments and PNEC-values estimated from Klif's guideline for risk assessment of contaminated sediments. Sediment data used for the estimations was collected in 2010.

A slight increase in background concentration of metals in Skienselva was estimated due to the contribution of the surface run-off water from ENP, but levels were far below PNEC-values. A general evaluation was done for SS, Mn, Mo, and Co, which is not covered by the Klif guideline, and discharges from the surface were considered to have marginal effects on the recipient.

1. Innledning

Denne rapporten er utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på grunnlag av forespørsel fra Eramet Norway Porsgrunn (ENP). Forespørselen gjaldt kvantifisering og vurdering av utslipp fra overflatevann, redegjørelse for hvilke kilder utslippene stammer fra, samt vurdere hvilken miljøbelastning utslippene påfører resipienten. Følgende vurderinger skal gjøres:

- Kvantifisering og vurdering av utslipp fra overflatevann fra kummer/avløp på verkets tomt til Skienselva
- Beregne utslippene av Mn, Zn, Pb, Cd, As, Mo, Ni, Hg, Cu, Co, Cr og suspendert tørrstoff (STS)
- Vurdere hvor kilder til utslippene av metaller og STS har sin opprinnelse
- Vurdere hvilken effekt utslippene påfører resipienten

2. Bakgrunn og målsetning

Eramet Norway (EN) er et aksjeselskap som er eid 100 % av det franske, multinasjonale industrikonsernet Eramet (www.eramet.fr), hvor virksomheten i selskapet er konsentrert om gruvedrift og metallurgisk industri. I Norge eier Eramet fire smelteverk, et verk i Tyssedal som produserer råjern og titandioksid, et verk i Kvinesdal som fremstiller silikomangan, et verk i Sauda som produserer ferromangan og verket i Porsgrunn som produserer ferromangan og silikomangan.

2.1 Produksjonsprosessen ved ENP

Eramet overtok Elkems manganverk i Porsgrunn i 1999. Verket i Porsgrunn (Telemark) ble etablert i 1913, og beliggenheten her ble valgt p.g.a. nærhet til vannkraft. Smelteverket i Porsgrunn produserer manganlegeringer, dvs. legeringer mellom mangan (Mn), silisium (Si) og jern (Fe), som selges videre til stålindustrien.

Manganlegeringene fra ENP produseres av manganmalm med elektrisk kraft som energikilde. I prosessen benyttes koks som reduksjonsmiddel, og for å optimalisere manganreduksjonen tilsettes kalkstein (CaCO_3) som slaggdanner. Tilførselen av elektrisk energi gjøres via elektroder som består av kalsinert antrasitt og bek av stienkull. Antrasitt og koks er kullmaterialer med ulike kjemiske sammensetninger. Antrasitt har et høyt innhold av karbon (>90 %) og lavt innhold av aske (Olsen m. fl., 2007).

Under produksjonen anvendes store mengder vann, som hentes fra Skienselva og kjøpes av Hydro som "Hydrovann". Dette vannet benyttes i hovedsak til avkjøling av ovner og til rensing av avgasser. Mindre mengder vann benyttes til avkjøling av slag og demping av støv. Etter tapping og avkjøling av utstøpt masse, knuses og siktes denne til ferdig produkt.

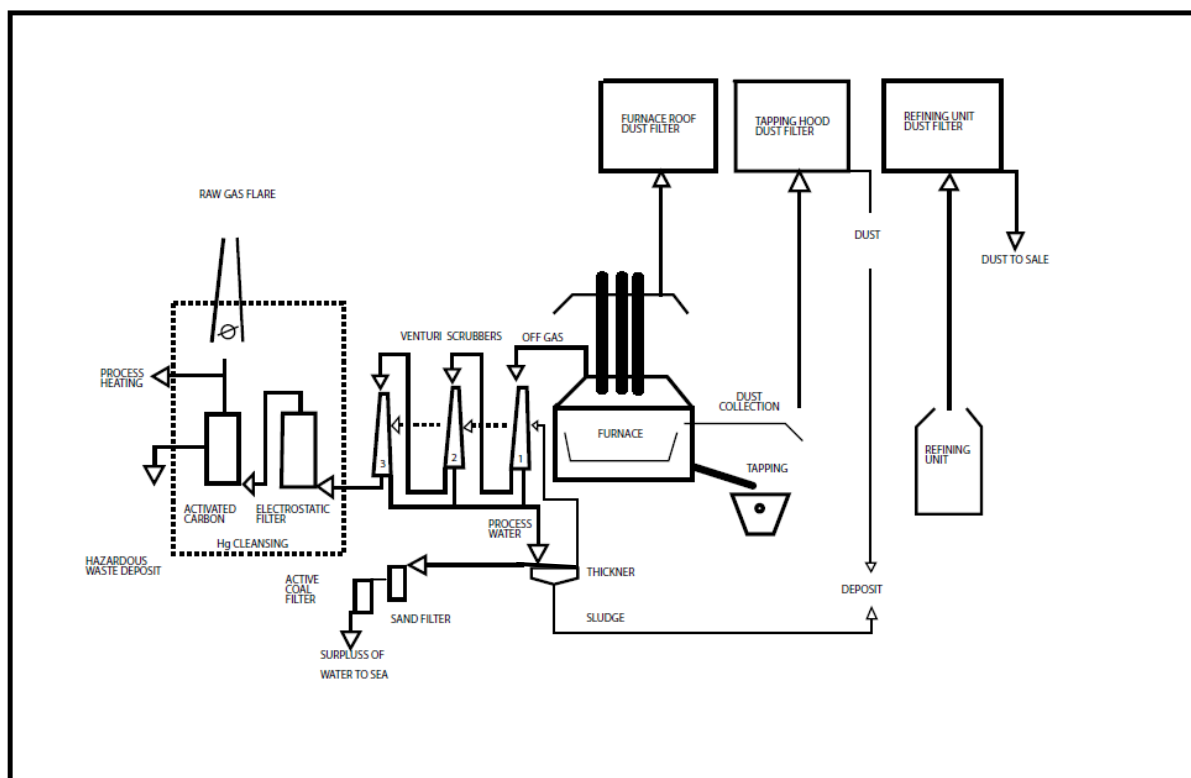
Produksjonsprosessen genererer avfalls- og biprodukter. Prosessgassen er energirik og selges til Yara som energikilde. Noe av slagget som produseres er rikt på mangan, og resmeltes, brukes som mangankilde til silikonmangan eller selges videre. I tillegg produseres det "kasteslagg" som kan

benyttes som fyllmasser. Støv fra produksjonen som ikke kan føres tilbake til prosessen blir deponert på Langøya (NOAH).

Ved smelteverkene i Sauda og Porsgrunn er forbruket av råvarer stort, og i 2009 ble det totalt anvendt i størrelsesorden 750 000 tonn manganmalm, 165 000 tonn koks, 18 000 tonn kvarts og 8 100 tonn elektrodemasse (ERAMET NORWAY, 2009).

2.2 Rensetiltak ved ENP

En beskrivelse av rensetiltakene ved ENP er gitt av Hunsbedt m. fl. (2007), og en forenklet skisse er vist i **Figur 1**.



Figur 1. Skjematiske diagram som viser renseprosessene ved ENP (Hunsbedt m. fl., 2007). Det er installert to venturi-anlegg pr. ovn, hvorav et anlegg opererer av gangen. ENP har i dag 2 ovner og et raffineringsanlegg i drift.

Rensetiltakene som er blitt gjort hos ENP har vært rettet mot metaller, STS og PAH og det er utviklet egne separate anlegg for rensing av PAH og Hg.

I første rensetrinn våtvaskes avgasser fra ovnene i et tetrinns Venturi skrubberanlegg. Vann fra venturi-skrubberne sirkuleres tilbake til renseprosessen etter at støv og partikler har sedimentert i sedimentasjonstanker eller lamellfortykkere, og videre blitt separert fra i vakumfilter eller sentrifuge. For å unngå utfelling av oppløste forbindelser, blir en liten del av det resirkulerende vannet behandlet videre i et kjemisk renseanlegg for løste metaller og PAH. I dette renseanlegget felles og sedimenteres partikler før det filtreres gjennom sandfiltre og aktivt kullfiltre. Overskuddsvann slippes ut til Skienselva etter denne renseprosessen. Mengdeproporsjonale prøver tas ut kontinuerlig, og utslippskomponenter som STS, PAH, Cu, As, Cd, Cr, Pb, Zn, Mn, Hg og pH rapporteres inn til Klif, for å kontrollere at utslippstillatelsene fra Klif overholdes. Slammet fra alle renseprosessene sendes til deponi for spesialavfall (Langøya/NOAH).

Tilslutt, og etter at avgasser fra ovnene har vært gjennom venturi-skrubberne renses den for Hg i et eget anlegg som består av elektrostatiske filtre og spesialimpregnert aktivt kull. Slam og støv fra Hg-rensenanlegget sendes til godkjent mottak som spesialavfall. Videre kan informasjon om ENPs utslippstillatelse fra Klif lastes ned på www.norskeutslipp.no.

2.3 Frierfjorden

ENP er plassert på Herøya ved utløpet av Skienselva, innerst i Frierfjorden som er en av Grenlandsfjordene (**Figur 2**). Grenlandsfjordene er de best undersøkte fjordene i Norge med hensyn til miljøgifter i organismer, og man har historiske dataserier av ulike organismer og miljøgifter (Økland, 2005).



Figur 2. Geografisk beliggenhet av Frierfjorden.

Grenlandsfjordene har hatt kostholdsråd siden 1960-tallet og ulike omsetningsrestriksjoner, og Gunnekleivfjorden og Frierfjorden har vært de mest belastede. Frierfjorden har vært resipient for utslipp av variert industri, og man har hatt revurderinger av kostholdsråd for forskjellige typer sjømat. Dagens kostholdsråd er hovedsakelig knyttet til Hydros nå nedlagte magnesiumproduksjon på Herøya i Frierfjorden. Fram til installering av rensenanlegg i 1990 hadde denne bedriften store utslipp av dioksiner og klororganiske forbindelser, som opphørte for fullt i 2006 etter stans av omsmelteanlegget. En kort gjennomgang av noen problemer knyttet til miljøgiftforholdene i Frierfjorden er gitt under:

- I tiden 1966-1970 ble det utført en kartlegging av kvikksølvnivået i fisk fra Grenlandsfjordene, og i indre deler av Frierfjorden og i Eidangerfjorden ble det funnet relativt høye konsentrasjoner (Underdal, 1970).
- En bred undersøkelse av Grenlandsfjordene ble gjennomført fra 1974 til 1977 (Molvær m. fl., 1979). I dette tidsrommet avtok utslippene av Hg fra ca. 600 kg/år til ca. 55 kg/år. Konsentrasjonen av Hg i fisk i Frierfjorden lå for en stor del i intervallet 1,5-1 mg/kg.

- Ved installering av renseanlegg sommeren 1975 ble utslippet av klorerte hydrokarboner redusert fra mer enn 5 tonn/år til ca 1,5 tonn/år (bl.a. for heksaklorbenzen (HCB) fra antatt ca. 15 kg/døgn til ca. 3 kg/døgn). Høye konsentrasjoner av HCB, oktaklorstyren (OCS) og polyklorert bifenyler (PCB) ble funnet i blåskjell og i fisk, men utslippsreduksjonen førte til lavere verdier av HCB og i noen grad også for OCS, men i mindre grad PCB. I 1978 ble det utstedt advarsel mot kosum av lever og all fisk fanget i Grenlandsfjordene pga. høyt innhold av klorerte hydrokarboner, mens filet av fisk fra Frierfjorden kunne spises 2-3 ganger pr. uke (Bakke m. fl., 2010; Knutzen m. fl., 2001).
- Tidlig på 1980-tallet ble det klart at utslippet av dioksiner fra Herøya var det største miljøproblemet, og i Miljøpakke Grenland 1987 (Olsen, 2006) var målsettingen at det ikke skulle være nødvendig med restriksjoner på bruk av fisk og sjødyr fra Grenlandsfjordene etter år 2000. Omkring 1990-91 ble dioksinutslippet redusert fra 300-500 toksisitetsekvivalenter årlig til ca. 1-2 g toksisitetsekvivalenter årlig (Olsen, 2006).
- Resultater fra overvåkingsprogrammet i 2009 (Bakke m. fl., 2010) viser imidlertid at forventningene ikke innfris. Analyser av Hg i torskefilet fra Frierfjorden i 2008 og 2009 viste en moderat forurensning (0,29 og 0,24 mg/kg i 2008 og 2009), men samtidig en signifikant økning.
- Det har ikke vært noen systematisk endring i dioksinnivået og heller ikke i non orto-PCB (n.o.-PCB) i torskelever fra Frierfjorden siden 2002. Innholdet av PCB i torskelever har imidlertid blitt redusert med henimot 97 % siden målingene begynte i 1994. Det er imidlertid en tydelig reduksjon av dioksiner i skallinnmat av krabbe fra 2008 til 2009, og dette passer i en trend siden målingene begynte i 1988 (Bakke m. fl., 2010).
- Nivåene av HCB i torskelever har holdt seg relativt stabilt nær antatt høyt bakgrunnsnivå siden 2000. OCS i torskelever viser fortsatt en svakt fallende tendens, men er fremdeles ca 100 ganger over antatt høy bakgrunn. Dekaklorbifenyyl (DCB) har ikke vist systematisk endring siden ca 1998 og er fortsatt ca 400 ganger over antatt høy bakgrunn (Bakke m. fl., 2010).

Frierfjorden er derfor fortsatt omfattet av kostholdsråd, som sist ble vurdert i 2004 og som skyldes klorerte organiske forbindelser og særlig dioksiner. Konsum av all fisk og skalldyr fanget i Frierfjorden og Volls fjorden ut til Brevikbroen frarådes. Videre bør ikke sjørørret fanget i Skiensvassdraget, Herrevassdraget og andre mindre vassdrag som munner ut i disse eller i Frierfjorden konsumeres (www.miljostatus.no).

Det er formulert en langsiktig forvaltningsmål for Grenlandsfjordene: *Forurensede sedimenter i fjordene i Grenland skal ikke hindre allmennhetens bruk og næringsutnyttelse av fjordområdene*. Uten tiltak mot forurensede sedimenter kan trolig dette målet for Frierfjorden først nås i tidsrommet 2035-2045 . Derfor utredes nå ulike tiltak, bl.a. overdekking av sedimentene med rene masser (Olsen, 2006).

2.4 Målsetning

Som vist i Kap. 2.3 vil det fremdeles være langt igjen til Frierfjorden kan friskmeldes og kostholdsrådene opphører. Industrien i Grenland og spesielt Herøya har vært hovedkilde til de miljøfarlige stoffene, men betydelige rensetiltak og nedleggelse av industri de siste 15 årene har redusert tilførselene betydelig. I tiltaksplanen for forurenset sjøbunn i Telemark konkluderes det med at det er mulig å fremskynde miljømålene i Frierfjorden ved at det rettes inn tiltak mot sedimentene. Det anbefales at sedimentene tildekkes for å forhindre videre transport av miljøgifter til næringskjeden. Før det startes opp med tildekking av sedimentene er det viktig at man har god kunnskap om kildene til miljøgiftene i resipienten. For å oppnå effekter av tildekkingen er det viktig at

tilførslene i størst mulig grad er eliminerte og minimale, slik at man oppnår effekter av tidskrevende og kostbart arbeid forbundet med tildekikkingen. Tilførsler fra for eksempel urbane områder, renseanlegg, overløp, industri, forurensset grunn og elvene til Frierfjorden er viktige kilder som må kartlegges. I tiltaksplanen fra Fylkesmannen i Telemark er det laget et estimat over tilførsler fra disse kildene til Grenlandsfjorden (Olsen, 2006).

Det har blitt gjort betydelige tiltak på ENP for å redusere utslipp av miljøgifter til luft og vann fra produksjonen (Hunsbedt m. fl., 2007). Kvantifisering av massetransporten fra ENP-tomta vil bidra med ytterligere informasjon som gir et bedre bilde av tilførselene til Frierfjorden. I dag mangler det en fullgod oversikt på massetransport av metaller og STS som tilføres fra ENP-tomta til Skienselva, og videre ut i Frierfjorden. Ved å systematisk kvantifisere tilførselene av metaller og STS fra de ulike avrenningsarealene på tomta vil man også få en oversikt over hvilke arealer som bidrar med den største avrenningen av metaller og STS. Dersom tiltak skal gjøres, kan rapporten benyttes som bakgrunnsmateriale for effektivt og kostnadsbesparende utvelgelse av arealer hvor man ønsker å gjøre tiltak. Beregningene vil også kunne benyttes dersom man ønsker bedre estimat over tilførsler fra industri til Grenlandsfjorden.

3. Kjemisk analyse og prøvetakning

ENP har tatt ut vannprøver i kummer, og analysene er utført av Labnett (www.labnett.com), som er et akkreditert laboratorium. Metallene i vannprøvene har blitt analysert med en intern metode, hvor prøven oppsluttes med konsentrert HNO₃ (10:5) i trykkoker ved 120 °C før analyse på ICP-MS/AES. Etter oppslutning er prøvene klare og uten bunnfall, slik at i totalinnhold av metaller i prøvene bestemmes. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av metaller og STS i alle kummer er vist i **Tabell 1**.

Tabell 1. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av metaller og STS i kummer hos ENP i 2010. Konsentrasjonene som er målt er gjennomsnittlige verdier fra 119 vannprøver fra 31 kummer.

Forbindelse	Konsentrasjon
Mn	18.5 mg/l
Zn	172.5 ug/l
Pb	11.6 ug/l
Cd	1.1 ug/l
As	3.9 ug/l
Mo	3.6 ug/l
STS	60.8 mg/l
Ni	27.8 ug/l
Hg	312.0 ng/l
Cu	84.5 ug/l
Co	27.2 ug/l
Cr	24.6 ug/l

4. Kvantifisering av overvannsavrenning og massetransport

Overvannsavrenning og massetransport av metaller og STS fra tomta ble beregnet.

4.1 Nedbørsfeltene

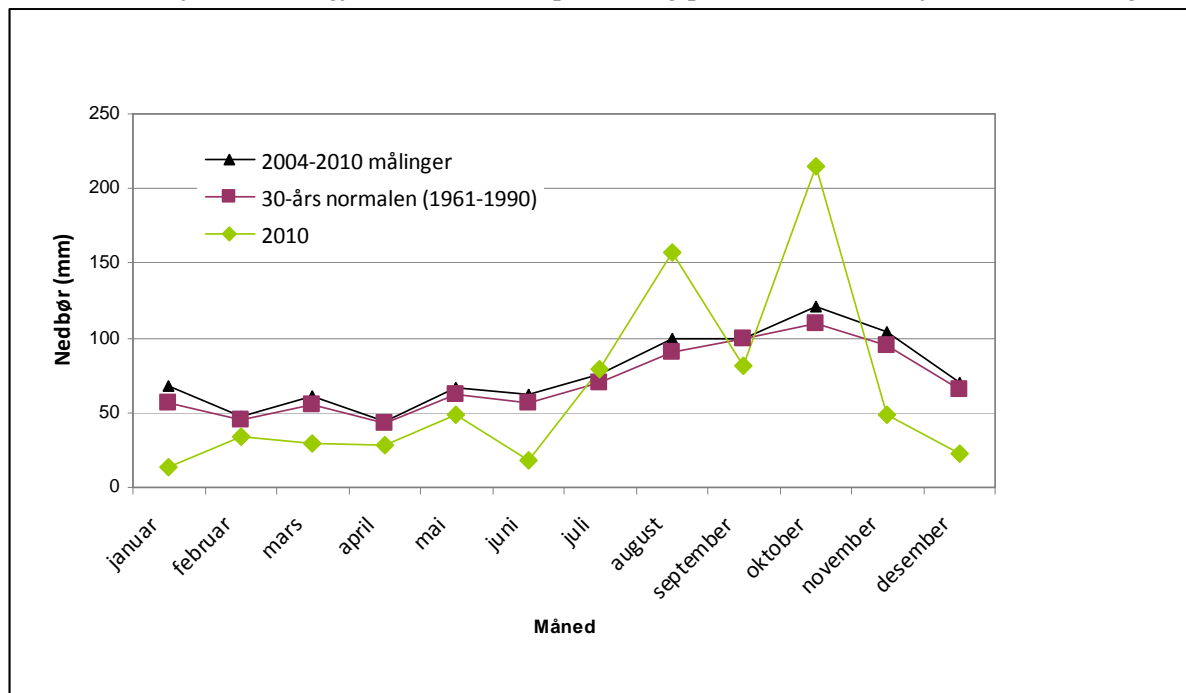
ENP-tomta var inndelt i flere nedbørsfelt, og utnyttelsesgraden var stor. For å beregne massetransport av metallene og STS med overvannet ble ENP-tomta delt inn i avrenningsfeltene A, B, C, D, E, F, G, H, I, J, K, L, M, N, O og Kai, basert på kartinformasjon og opplysninger om brønner og utløp fra ENP (**Figur 3**). Overflateavrenningen drenerer til sedimenteringskummer og videre til sjø eller ut over kaikanten. Flere av kummene på tomta var koblet sammen, og gjennomsnittsverdier av disse ble benyttet for beregning av massetransporten innenfor et areal. I arealet definert som Kai ble det anvendt sjablongverdier, som i dette tilfellet bestod av median-verdiene til alle målte konsentrasjoner av STS og metaller på tomta.



Figur 3. Avrenningsfelt for ENP-tomta. De forskjellige avrenningsarealene er tegnet inn med ulike farger og angitt med bokstaver A-P og eget område merket "Kai". Kummer er tegnet inn med tall.

4.2 Avrenning

Årsavrenningen fra tomta ble beregnet med data fra met.no sin værstasjon Brannstasjonen i Porsgrunn (målestasjon nr. 30260), ved bruk av månedlige nedbørsverdier (**Figur 4**). Ofte benytter man seg av månedlige nedbørsverdier fra 30-års normalen (1961-1990), men vi har også inkludert data fra de siste 6 årene (2004-2010) da 30-års normalen ikke tar høyde for de allerede observerte klimaendringene over de siste 20 årene med sesongsøkning i nedbør på opp mot 40 % for vintersesongen (Hanssen – Bauer m. fl., 2009). I videre beregningene er måledata fra 2010 blitt lagt til grunn, siden avrenningsdata er fra 2010. Både 30-årsnormalen, de siste 6 årene og 2010 er plottet i figuren for å illustrere variasjonen, som igjen har en direkte påvirkning på metallkonsentrasjonene i avrenningen.



Figur 4. Månedlig beregnet avrenning basert på nedbørsmålinger fra met.no sin værstasjon Brannstasjonen i Porsgrunn (målestasjon nr. 30260) i 2010, samt nedbørsverdier for 2004–2010 og 30-års normalen (1961–1990).

4.3 Massetransport av metaller og STS fra de ulike arealene

ENP-tomta består i hovedsak av komprimerte grusbelagte veier, betongdekke og noen asfalterte arealer. Tomta er en gammel industritomt hvor de grusbelagte arealene har begrenset infiltrasjonsevne. Avrenningsfaktoren ble i hovedsak satt til 0.9, bortsett fra et område som hadde noen grusbelagte arealer, og da gitt verdi 0.85, samt et areal på nordøst del av tomta som var mindre komprimert, og avrenningsfaktoren her ble satt til 0.75. Skråtakene over bygningene bestod i hovedsak av korrugerte stålplater, mens de flate takene bestod av pappbelagte betongflater. På flere av de flate takene var det indre taknedløpet hvor det ikke ble klartlagt hvor takvannet ble ført. Avrenning fra disse takene ble lagt til areal utenfor bygningen, i retning mot elva, da tomta heller i denne retningen. Massetransport av metaller er beregnet på bakgrunn av prøver tatt og målt av ENP fra kummer på tomta. Beregning av massetransport ble utført med ligning [1]. I **Tabell 2** vises massetransport av metaller og STS fra ENPs tomt.

Ligning [1]

$$\text{Massetransport metall (kg)} = \text{avrenningsvolum (L)} \times \text{Metall konsentrasjon} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \times \frac{1 \text{ kg}}{1\,000\,000 \text{ mg}}$$

Tabell 2. Beregnet massetransport av metaller og STS fra de ulike arealne på ENPs tomt. Da det er stor variasjon i mengden av de ulike metallene, er de oppgitt med ulik benevnning. For å synliggjøre arealene som bidrog mest til massetransporten, ble arealene som hadde den høyeste, nest høyeste og den tredje høyeste massetransporten av de ulike metaller og STS markert med mørk orange, orange og gult, henholdsvis.

Areal	% av areal	Mn (kg/år)	Zn (g/år)	Pb (g/år)	Cd (g/år)	As (kg/år)	Mo (kg/år)	STS (kg/år)	Ni (kg/år)	Hg (g/år)	Cu (kg/år)	Co (kg/år)	Cr (kg/år)
A	6	18.2	384.9	30.8	3.3	0.008	0.01	152.7	0.1	1.6	0.1	0.0	0.1
B+C	3	8.8	1035.6	53.1	4.2	0.020	0.04	51.6	0.1	0.6	0.7	0.2	0.0
D	6	34.8	214.2	16.3	1.5	0.018	0.02	166.7	0.1	0.4	0.1	0.0	0.1
E	5	28.7	128.8	7.2	0.6	0.012	0.04	252.0	0.1	0.2	0.1	0.0	0.1
F	3	18.4	118.5	17.5	1.2	0.007	0.00	81.1	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0
G	5	66.6	466.7	47.2	7.5	0.011	0.01	167.1	0.1	1.3	0.1	0.1	0.1
H	1	1.0	19.0	0.8	0.1	0.003	0.00	8.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
I	7	865.8	1212.0	99.3	11.7	0.128	0.03	1402.5	0.7	1.2	0.5	1.1	0.7
J	14	212.1	1509.4	95.9	16.3	0.047	0.04	1323.9	0.5	3.2	1.7	0.2	0.4
K	8	86.6	224.6	43.9	4.4	0.026	0.04	263.0	0.2	1.9	0.2	0.1	0.2
L	12	1106.2	5954.0	971.1	80.8	0.114	0.08	3339.2	1.3	11.6	8.4	1.9	0.9
M	20	155.2	1108.9	129.1	11.6	0.021	0.03	575.9	0.2	3.9	0.3	0.1	0.2
O	2	8.9	55.0	4.2	0.4	0.005	0.01	42.8	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
P	3	49.1	143.0	13.9	1.6	0.009	0.01	116.3	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0
Kai	5	21.2	153.6	9.9	1.4	0.008	0.01	99.4	0.1	0.3	0.1	0.0	0.1
Rest	0.1	0.6	4.5	0.3	0.0	0.000	0.00	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Total	100	2682.2	12732.8	1540.3	146.6	0.437	0.35	8046.1	3.5	28.1	12.4	3.8	3.0

Som vist i **Tabell 2** skiller arealene I, J og L seg ut ved i hovedsak å ha høyest massetransport av de fleste metaller. Areal L hadde største massetransport av STS og alle metaller, mens arealene I og J i hovedsak hadde nest og tredje høyeste massetransport av ulike metaller. Areal M hadde nest høyeste massetransport av Pb og Hg.

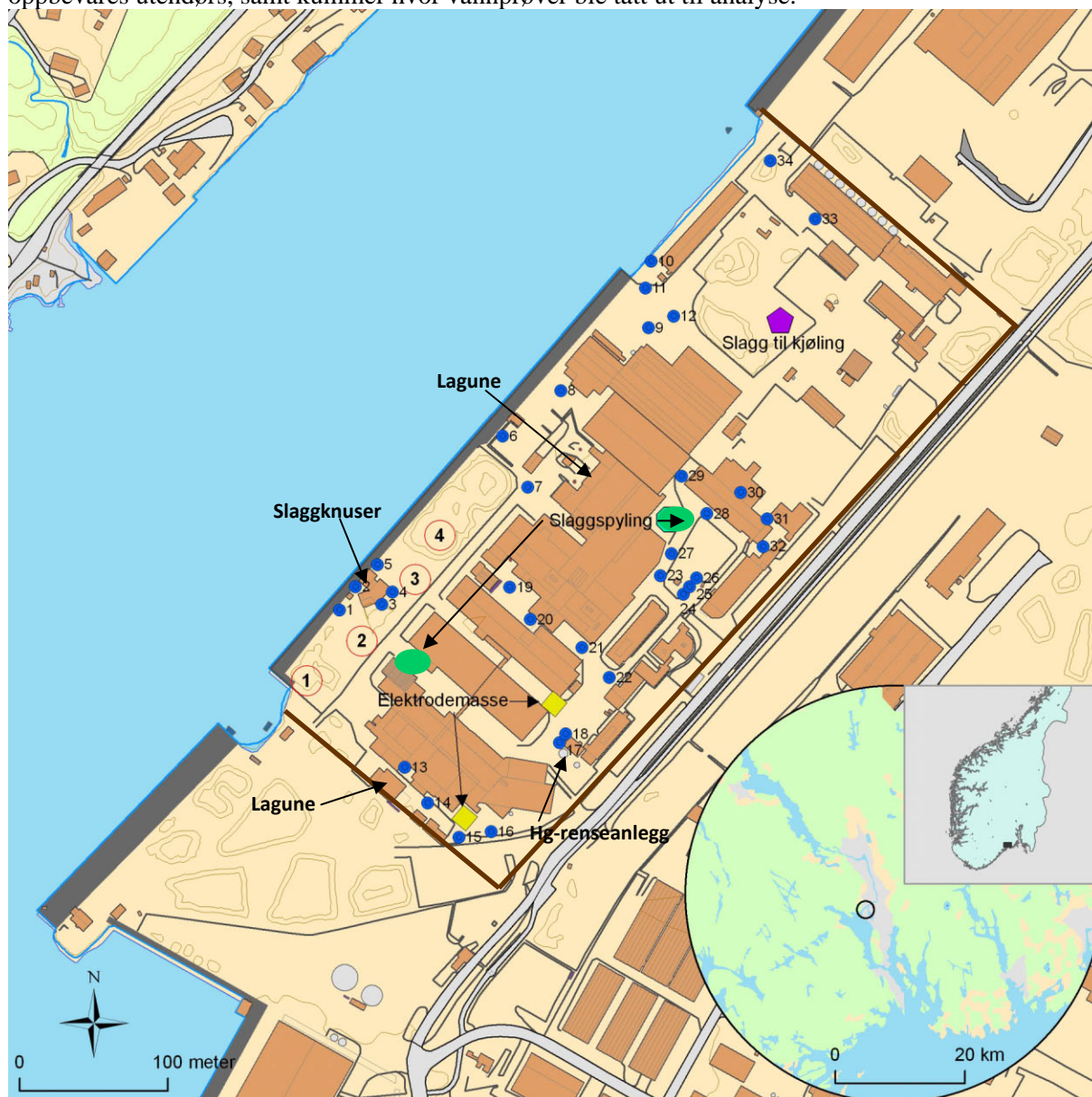
Ved å sammenligne %-avrenningsareal mot det prosentvise bidraget av massetransport for de ulike metaller eller STS kan man se hvilke av arealene som har det største bidraget prosentmessig. Et eksempel med STS er gitt i **Tabell 3**. En slik analyse for de ulike metallene og STS kan benyttes som et hjelpemiddel til å prioritere tiltak ved de ulike arealene.

Tabell 3. Avvrenning av STS fra noen arealer og prosentandeler i forhold til total areal og massetransport.

Areal	Areal (m2)	% av areal	STS (kg/år)	% av total STS
I	7641	7 %	1402	17 %
J	15599	14 %	1324	17 %
K	9401	8 %	263	3 %
L	13967	12 %	3339	42 %
M	22308	20 %	576	7 %

Som vist i **Tabell 3** vil for eksempel areal L som utgjør 12 % av det totale arealet bidra med 42 % av avrenningen av STS. Dersom tiltak skal gjøres i forhold til STS vil det være fornuftig å vurdere dette arealet, da det ofte er lettere å håndtere små arealer enn store.

I **Figur 5** vises ENP-tomtas beliggenhet, noen aktiviteter, oppbevaringsplasser for materialer som oppbevares utendørs, samt kummer hvor vannprøver ble tatt ut til analyse.



Figur 5. Beliggenhet av ENP i Norge, aktiviteter og oppbevaring av materialer på tomte. ENP-tomtas areal er rammet inn med brune linjer. De blå fylte sirklene med nummer angir kummer og deres tilhørende ENP-nummer. Sirkler med nummer angir ulike materiale som oppbevares utendørs: 1= omsmelt; 2= kvarts; 3=HC-slagg og 4=koks.

Som vist i **Tabell 2** var det arealene L, I og J som hadde den største massetransporten av de fleste metaller og STS. Arealene L og J er noen av de største og antagelig mest aktive arealene på tomte, og man kan da forvente høy massetransport herfra. Da massetransporten beregnes ut fra konsentrasjonen i kummene og avrenningsvolum innenfor et bestemt begrenset areal, vil de største arealene ha den høyeste massetransport dersom konsentrasjonen av metaller og STS er den samme i kummene. Arealene L, J og M var de største, men massetransporten fra M var betydelig lavere enn L og J. Aktiviteten på areal M er i dag liten, da arealet er nylig er tatt i bruk av ENP. Som vist i **Tabell 2** var massetransporten av Pb og Hg fra M høyere i forhold til de fleste andre arealene. Årsaken til dette kan

antagelig ikke være forårsaket av driften ved ENP i dag, men kan skyldes tidligere aktiviteter på denne tomte. Forhøyede konsentrasjoner av Pb og Cd (Tryland, 1983), og Hg vil man kunne finne dersom arealet har vært i kontakt med slam fra scrubberne som vasker røykgassene. Etter neste tømning av kum Nr. 33, som samler opp vann fra areal M bør konsentrasjonene Hg og Pb følges opp, for å se om nivåene endres. Det største bidraget til Hg fra tomte kom fra areal L, og skyldes antagelig at man tidligere har benyttet sør-østre del av av dette arealet til å vaske vifter fra produksjonen. Dette arbeidet er nå flyttet over til "lagunen" i areal I, som er et lukket basseng hvor bl.a. slam fra produksjonen håndteres. De høyeste konsentrasjoner av Hg ble også funnet i kummer hvor avrenning kan være påvirket av aktiviteter fra Hg-renseanlegget (MRU), og søl under utskifting av adsorbermasse kan muligens være hovedårsaken til dette. I dag utskiftes adsorbermasse i lukkede slanger. Areal I hadde en høy massetransport av de fleste metaller og STS, på tross av at dette arealet var lite (7 %). I dette arealet er det betydelig aktivitet, og noe overflatevann relatert til aktiviteten omkring lagunen vil drenere til dette arealet.

I forhold til STS, så var det ikke et entydig samsvar med høye konsentrasjoner av STS i kummer som drenerte fra arealer hvor slagg ble behandlet. Vi ville forvente å finne høye STS-konsentrasjoner i for eksempel kummene 23, 27, 2, 3, 4 og 5, men dette var ikke tilfelle. Vi kan derfor her ikke koble slaggbehandlingen direkte til forhøyede konsentrasjoner av STS.

Analysene som utføres måler den totale konsentrasjonen av metaller i prøven, slik at for eksempel metaller i fine partikler av slagg, slam, malm og ferdigvare som befinner seg i vannfasen vil bestemmes under analysen, sammen med det som allerede er løst og foreligger på ionisk form. Korrelasjonskoeffisienter (r^2) ble beregnet for å se om det var en sammenheng mellom konsentrasjoner av metaller og STS funnet i de ulike brønnene. Et utvalg av disse er vist i **Tabell 4**.

Tabell 4. Bergende Pearsons korrelasjonskoeffisienter (r^2) for konsentrasjoner av noen utvalgte metaller og STS målt i de ulike kummene fra 119 forskjellige vannprøver.

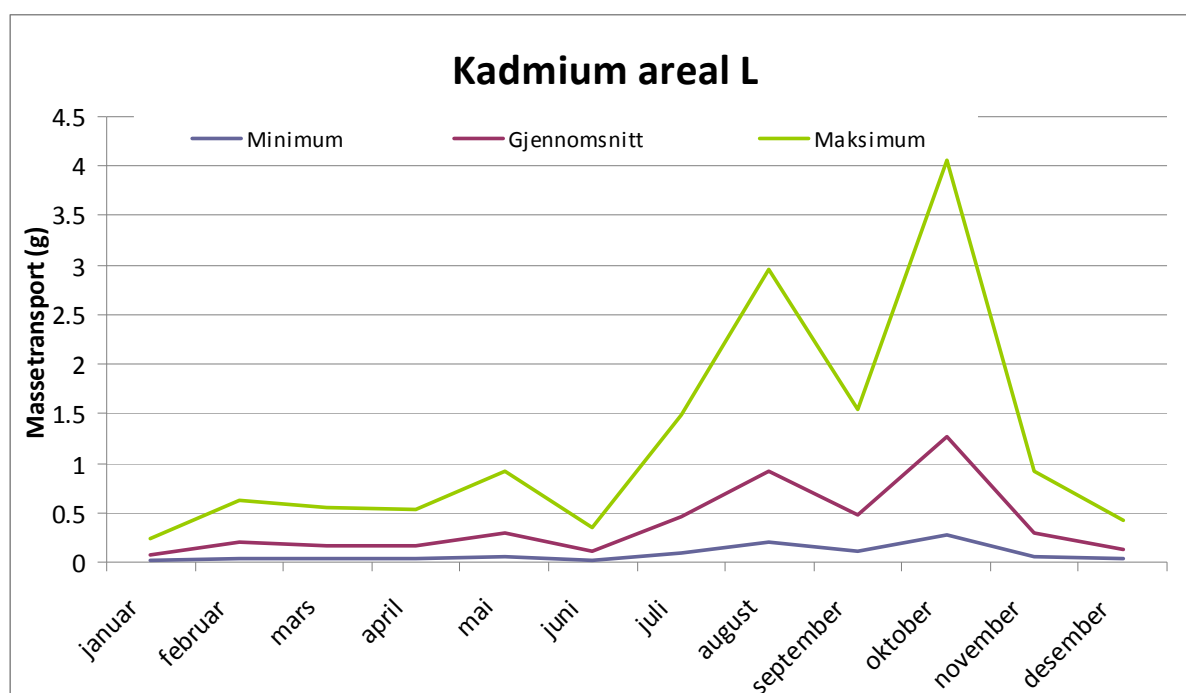
	Mn	STS	Cu	Pb	Zn	Hg
STS	0.78	1.00	0.84	0.89	0.33	0.68
Mn	1.00	0.78	0.70	0.75	0.41	0.69
Zn	0.41	0.33	0.51	0.48	1.00	0.59
Pb	0.75	0.89	0.93	1.00	0.48	0.80
Cd	0.82	0.85	0.93	0.95	0.54	0.81
Ni	0.92	0.74	0.88	0.85	0.53	0.69
Hg	0.69	0.68	0.71	0.80	0.59	1.00
Cu	0.70	0.84	1.00	0.93	0.51	0.71
Cr	0.95	0.77	0.68	0.75	0.38	0.69
As	0.73	0.51	0.59	0.52	0.39	0.44
Mo	0.26	0.18	0.47	0.32	0.34	0.20

Korrelasjonskoeffisienten angis som et tall mellom -1 og 1, og positiv korrelasjon indikerer at konsentrasjoner mellom to metaller eller STS og et metall varierer i takt, mens negativ korrelasjon indikerer at de to variable størrelsene varierer i utakt. Det vil si at dersom korrelasjonskoeffisienten (r^2) er nær 1, vil det være et godt samsvar mellom de målte variablene. For eksempel hvis konsentrasjonen av Pb er høy i prøven, så vil konsentrasjonen av Cu med stor sannsynlighet også være høy, da $r^2 = 0.95$ (**Tabell 4**), relativt sett. Generelt var det høy korrelasjon mellom de ulike variablene, med unntak av Zn, As, Mo og delvis Hg, hvor korrelasjonskoeffisientene var lavere. At det er en god korrelasjon mellom de fleste metallene og STS tyder på at den kjemisk sammensetningen i avrenningen fra tomte er relativt homogen. Det vil si at dersom konsentrasjonen av Mn høy er konsentrasjonen av de fleste andre metaller og STS også høye relativt sett. Avrenning vil gjenspeile det materialet som lagres, transporteres og prosesseres utendørs, slik som slagg, slam, ferdigvare og til en viss grad råvarer. Det ble observert lavere korrelasjoner mellom Hg, Zn, Mo og As i forhold til de andre variablene. Årsaken til at Hg ikke korrelerer godt med de andre variablene

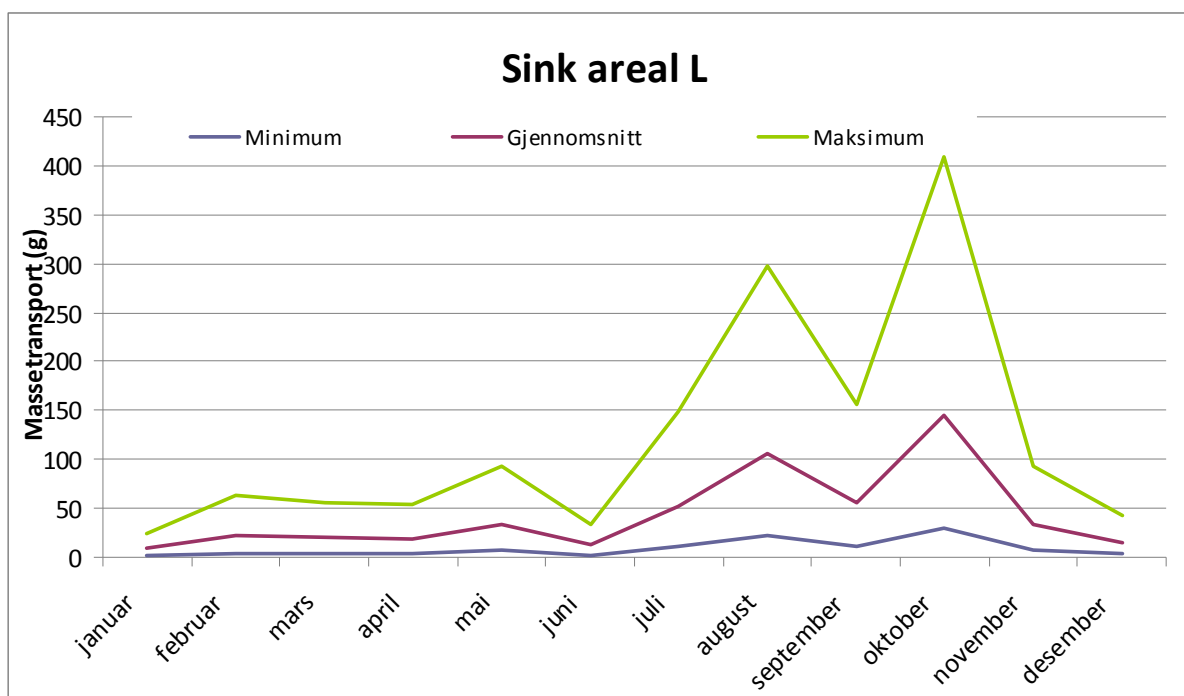
skyldes antagelig at Hg i stor grad forsvinner som gass under produksjonen. Slagg og ferdigvare har et betydelig lavere innhold av Hg enn malmen, og Hg fanges opp i renseanleggene for røykgassene. Dette stemmer med funn av høyere konsentrasjoner av Hg i arealer hvor slam fra Hg-reseanlegg behandles. Tilsvarende vil også gjelde for As som er et lettflyktig metall. Den lavere korrelasjonen mellom Zn og de andre variablene skyldes antagelig at Zn er et materiale man "finder overalt", noe skyldes at Zn er et av de mindre edlere metaller og som da løses lett ut. I tillegg benyttes Zn i stor grad som rustbeskytter i tak av stål, takrenner og bekledning av bygninger. Antagelig vil mye av Zn som måles i kummene på tomte kunne tilskrives bygningsmaterialet. Sjablong-konsentrasjoner for Zn i overvann fra tette flater og overløpsvann fra næringsområder settes ofte til 140 µg/l (Lindholm, 2004), og er betydelig høyere enn andre tungmetaller. Årsaken til den lave korrelasjonen for Mo vet vi ikke, men kan muligens skyldes at innholdet i Mo i råmaterialet er lavt.

4.4 Sesongsvariasjon i massetransport

Det er foretatt beregninger av massetransport for noen metaller og arealer på månedsbasis for å se på sesongsvariasjonene i massetransporten fra tomte (**Figur 6** og **Figur 7**).



Figur 6. Månedlig variasjon i Cd-transport fra areal L basert på gjennomsnittlig månedlig nedbør for 2010.



Figur 7. Månedlig variasjon i Zn-transport fra areal L basert på gjennomsnittlig månedlig nedbør for 2010.

Figur 6 og **Figur 7** følger naturlig nok avrenningskurvene og det er høyest avrenning i dette tilfellet sommer og tidlig høst. Sesongbaserte tiltak som for eksempel kjemisk felling i sedimentasjonsbasseng (ikke aktuelt for ENP) under perioder med høy massetransport kan benyttes. Et annet tiltak som kan redusere avrenningen, vil være at man sørger for at kummer og sedimentasjonsbasseng er tømt før perioder med mye nedbør.

5. Utslipp av suspendert tørrstoff

Målinger ENP utførte i 2010 viste at den høyeste massetransporten av STS var fra areal L, og den var var betydelig høyere her i forhold til de andre arealene. I dette arealet ligger hovedparten av slagget ute til kjøling. Rapport fra Eramet Kvinesdal (Rannekleiv m. fl., 2009) viste at massetransport av STS var høyest i arealer hvor slaggekjøling foregikk. Årsaken til dette skyldes antagelig at fraksjoner av slagget vil under transport, bearbeiding og avkjøling avskalles og knuses i mindre partikler. Hos ENP var massetransporten av STS fra arealene som hadde slaggekjøling høyest. Konsentrasjonene av STS i kummene som disse arealene drenerte til var ikke blant de høyeste, slik at avrenningen av STS kunne ikke tilskrives slaggbehandlingen. Avrenning til et sedimentasjonsbasseng vil i stor grad kunne redusere massetransporten av STS. Karakterisering av STS, som for eksempel størrelsesfordeling, innhold av organiske materiale og VSS (flyktige forbindelser i det suspenderte materialet), evne til å løse ut frie metaller og elementanalyse kan gjøres. Dette vil gi informasjon om STS er fra slag- eller slambehandlingen, om det er biotilgjengelig og om sedimentasjonsegenskaper, for å vurdere om forbindelsene lar seg sedimentere naturlig eller hvorvidt fellingskjemikaler bør tilsettes.

6. Miljøbelastningen utslippet påfører resipienten

Overvåking av miljøgiftsituasjonen i Frierfjorden viser at nivåene av ulike organiske miljøgifter og Hg er fremdeles høye i fisk og skalldyr (Bakke m. fl., 2010). Målinger av andre metaller enn Hg i fisk, skalldyr og sedimenter er sparsomt, og det er ikke utført jevnlig undersøkelse for vurdering av miljøtilstanden i forhold til disse. Undersøkelser oppsummert i Tiltaksplan for sedimenter i Frierfjorden (Olsen, 2006) og analyser utført i 2010 ved utløpet av Skienselva (Håvardstun & Bakke, 2010) viste at sedimenter kunne klassifiseres fra klasse I til V i forhold til metallkonsentrasjonen. Ved utløpet av elva var generelt nivåene av metaller lave (Klasse I og II), med unntak av Hg, og til en viss grad Pb og Cu i noen sedimenter. Tilførsler av miljøgifter til Frierfjorden har vært fra ulike kilder og det har pågått over lang tid. Betydningen av miljøgifttilførsler fra kilder på land som kan transporteres med nedbør er i liten grad kartlagt, og vil kunne tilføre ytterligere informasjon for å vurdere belastningen resipienten utsettes for.

For å vurdere hvilke effekter avrenningen av metaller og STS fra ENP har på resipienten ble deler av Trinn 1 i Klifs veileder for risikovurdering av sedimenter utført (Bakke m. fl., 2010). Bakgrunns materialet som ble benyttet var analyser av sedimenter fra rapporten til (Håvardstun & Bakke, 2010), og sedimentstasjonene SDK-1, SDK-2, SE-1, SE-2, SE-3, SE-4, SEK-1, SEK-2, STK-1, STK-2, SVK-1 og SVK-2 ble anvendt. Disse sedimentstasjonene er lokalisert utenfor ENP-tomta og ved utløpet av Skienselva. Vi har benyttet veilederen til vurdering av utslippet av Zn, Pb, Cd, As, Ni, Hg, Cu og Cr. For Mn, Co, Mo og STS som ikke er omfattet av veilederen har vi vurdert utslippet generelt.

Ut fra stedsspesifikke data ble utlekking av metaller fra sedimentene beregnet, og videre konsentrasjonene i vannmassene bestemt (data fra sedimentveilederen). Verdiene som ble funnet her ble deretter sammenlignet med massetransporten av metaller fra ENP-tomta til Skienselva. Tilslutt ble disse verdiene vurdert i forhold til PNEC-verdier (Predicted no effect concentration) i vannsøylen som er oppgitt i sedimentveilederen. Dette ble gjort for å kunne sammenligne bidraget som skyldes utlekking fra sedimentene mot avrenning fra tomtas overvann fra tomte. I **Tabell 5** vises verdier som ble plottet inn i Excel-regneark i sedimentveilederen.

Tabell 5. Parametre med tilhørende verdier som ble benyttet for å beregne utlekking av metaller fra sedimentene utenfor ENP-tomta og ved utløpet til Skienselva. Dybde og areal er hentet fra GISLINK-karttjeneste.

Parametre	Verdi
TOC (%)	2.1**
Sedimentareal i bassenget, A_{sed} [m ²]	245000
Vannvolumet over sedimentet, V_{sed} [m ³]	3675000
Oppholdstid til vannet i bassenget, t_r [år]	0.000684**
Antall skipsanløp per år, N_{skip}	374**
Mengde oppvirvlet sediment per anløp, m_{sed} [kg]	1000*
Sedimentareal påvirket av oppvirvling, A_{skip} [m ²]	245000**
Fraksjon suspendert f_{susp} = sedimentfraksjon < 2mm	0.086**

* Sjablongverdier fra Klifs veileder (Bakke m. fl., 2007), ** Fra (Håvardstun & Bakke, 2010)

Følgende beregninger er gjort:

$$F_{tot} = F_{diff} + F_{skipsnorm} + F_{org}$$

F_{tot} = total miljøgifttransport fra sedimenter (mg/m²/år)

F_{diff} = transport som følge av biodiffusjon (mg/m²/år)

$F_{skipsnorm}$ = normalisert transport som følge av skipsoppvirvling (mg/m²/år)

F_{org} = transport som følge av opptak i organismer (mg/m²/år)

For videre beregninger av konsentrasjoner i vannmassene ble Faktaboks 9 i Klifs veileder for risikovurdering av sediment benyttet:

$$C_{sv} = (F_{tot} - F_{org}) * A_{sed} * t_r * (1/V_{sj\emptyset}) = (F_{tot} - F_{org}) * t_r * (d_{sj\emptyset})$$

C_{sv} = gjennomsnittlig miljøgiftkonsentrasjon i vannmassene ($\mu\text{g/l} = \text{mg/m}^3$)

A_{sed} = totalt sedimentareal (m^2)

t_r = oppholdstid av vannet i sedimentområdet (år)

$V_{sj\emptyset}$ = vannvolum over sedimentet (m^3)

$d_{sj\emptyset}$ = gjennomsnittlig dybde (m) i sedimentområdet

Tilsvarende beregningsmodell ble benyttet for utslippet fra ENP, dvs at gjennomsnittlig miljøgiftkonsentrasjon i vannsøylen over sedimentene i de samme områdene ble beregnet. Bidraget (ΔC_{sv}) dette gir til økningen av konsentrasjonen i vannsøylen ble deretter estimert.

I **Tabell 6** vises bl.a beregnet transport av metaller ut av sedimentene, konsentrasjonene i vannsøylen utenfor ENP-tomta og PNEC-verdier.

Tabell 6. Miljøgifttransport av metaller fra sedimentene og konsentrasjoner målt i vannsøylen på dype og grunne områder utenfor ENP-tomta.

Forbindelse	Miljøgifttransport av forbindelse ut av sedimentene til basseng (kg/år)	Massetransport fra ENP (kg/år)	C_{sv} ($\mu\text{g/l}$)	Overskridelse ($C_{sv} - \text{PNECw}$)/ PNECw	ΔC_{sv}^* ($\mu\text{g/l}$)	PNECw** ($\mu\text{g/l}$)
As (kg/år)	3.2	0.4	0.02	-100 %	8.1E-05	4.8
Pb (kg/år)	5.9	1.5	0.03	-99 %	2.9E-04	2.2
Cd (kg/år)	0.1	0.1	0.0007	-100 %	2.7E-05	0.24
Cu (kg/år)	22.9	12.4	0.12	-81 %	2.3E-03	0.64
Cr (kg/år)	1.5	3.0	0.01	-100 %	5.6E-04	3.4
Hg (kg/år)	0.1	0.028	0.0005	-99 %	5.2E-06	0.048
Ni (kg/år)	2.9	3.5	0.02	-99 %	6.5E-04	2.2
Zn (kg/år)	14.4	12.7	0.08	-97 %	2.4E-03	2.9

* økning i konsentrasjon av metall i vannsøylen som følge av tilførsel fra ENP-tomta, **Predicted no effect concentration

Fra **Tabell 6** ser vi at den gjennomsnittlige konsentrasjonen av metaller fra utlekking av sedimentene til vannmassene er lav, og langt under PNECw-verdiene. Et bidrag fra overflateavrenningen vil gi en meget svak økning i bakgrunnskonsentrasjonen i vannmassene, og utgjøre under 0.5 % av PNECw, og det vil fremdeles være langt igjen til PNECw overskrides. Skienselva er med i Klifs elvetilførselsprogram (RID), og her måles tilførsler av bla. metaller (Skarbøvik m. fl., 2009). Målepunktet hvor prøver er tatt i Skieneleva er oppstrøms ENP, ved Skien sentrum. Estimerte laveste mengde tilførsler av metaller fra Skieneleva er gitt i **Tabell 7**.

Tabell 7. Estimerte tilførsler av metaller fra Skienselva (Skarbøvik m. fl., 2009).

Forbindelse	As (tonn/år)	Pb (tonn/år)	Cd (tonn/år)	Cu (tonn/år)	Zn (tonn/år)	Ni (tonn/år)	Cr (tonn/år)	Hg (kg/år)
Skienselva	1.2	0.7	0.1	4.6	25.8	2.4	0.9	1.2

Som vist i **Tabell 6** og **Tabell 7** er tilførslene av de fleste metaller fra Skienselva betydelig større enn mengdene som tilføres via overflateavrenningen fra ENP, og for alle metaller unntatt Hg utgjør de under 0.3 % av det som tilføres via Skienselva. Tilførselen av Hg fra ENP i overflatevannet i forhold til det som fraktes med Skienselva var noe høyere, og utgjorde 2.3 %. Som vist i **Tabell 6** vil tilførselen ha marginale effekter på bakgrunnskonsentrasjonen i vannmassene. Tilførselen av Hg fra ENP er liten sammenlignet med utlekkingen fra sedimentarealet som følge av propelloppvirvling (ca

10 ganger lavere). Kvikksølv er et metall man har stor fokus på i samfunnet og miljøet, og man bør tilstrebe seg i å redusere utslippet i størst mulig grad.

Som vist i **Tabell 2** er massetransporten fra ENP av STS 8.1 tonn/år, Mn 2.7 tonn/år, Co 3.8 kg/år og Mo 0.4 kg/år. Tilførsel av 3.8 kg Co/år og 0.4 kg Mo/år fra overflateavrenningen fra ENP anses å være marginale mengder, da disse metallene anses som de mindre toksiske tungmetallene. For Co mente Kim m. fl., (2006) at konsentrasjoner under 20 µg/l ikke er toksiske for marine organismer. Molybden antas å være mindre toksisk enn Co, og nivåer i mg/l må til for at toksiske effekter skal kunne oppnås (Hamilton & Buhl, 1990; Hamilton & Wiedemeyer, 1990). Avrenningen av Mo og Co fra ENP vil ikke komme opp i slike toksiske nivåer som beskrevet ovenfor. For Mn ble det ikke gjort noen forenklet risikovurdering, da dette metallet ikke inngår i risikovurderingen eller klassifiseringen til Klif, og vi vil kun gi generell informasjon. Det er kjent at Mn kan ha toksiske effekter på marine økosystemer, og dette er bestemt av faktorer som bl.a. red-oks potensialer (mangan er av de mest redokssensitive metaller), pH, innhold av oppløste ioner og temperaturer i vannmassene. Generelt anser man Mn som mindre toksisk i forhold til andre tungmetaller (Howe m. fl., 2004). I litteraturstudier av Howe m. fl, (2004) og www.INCHEM.org ble 1.5 mg/L oppgitt å være laveste konsentrasjon hvor man observerte toksiske effekter på marine organismer. Utslipp av 2.7 tonn Mn/år (**Tabell 2**) fra overflateavrenningen, og beregnet på samme måte som for metaller ovenfor, ga en konsentrasjon av Mn på ca 0.5 µg/l i vannmassene uten for ENP. Basert på dette mener vi at utslippet av Mn har marginal effekt på resipienten.

Vedrørende utslipp av STS fra overflatevann har vi gitt en generell vurdering, da vi kun har informasjon om massetransporten (kg/år), og ikke noe om kvaliteten til STS. I Kap. 5 er det gitt noen vurderinger vedrørende STS. En massetransport på 8.0 tonn STS/år vil trolig medføre liten effekt på resipienten. Det vil kunne bidra til nedslamming av fastsittende organismer, men vil ha liten effekt på fisk. PNEC for fysisk påvirkning på fisk er 10-30 g/L. Partikkelskyer med konsentrasjoner >60 mg/L kan gi fluktreaksjoner hos atlantisk laks (Robertson m. fl., 2007). Siden grenseverdi for ikke-dødelige effekter ved ett døgns eksponering tilsvarer omtrent det nivået der fluktreaksjon inntreffer har (Hallén & Bakke, 2011) satt 50 mg/L som realistisk effektgrense for uhellsutslipp av partikler. Det er vanskelig å definere et godt vannvolum for estimat av STS-konsentrasjon, men om vi bruker vannvolumet over kaiområdene og innseilingsløpet, blir konsentrasjonen av STS lavere enn 50 mg/L.

7. Referanser

- Bakke, T., Breedveld, G., Kallkvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A. & Hylland, K. (2007). Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. *TA-2230/2007*, 65.
- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B. & Knutsen, J. A. (2010). Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra grenlandsfjordene 2009. *NIVA-rapport 5981*, s. 78.
- ERAMET NORWAY. (2009). Miljørapport 2009, s. 12.
- Hallèn, K. & Bakke, T. (2011). Ros-analyse av tresfjordbrua. *Scandpower Risk Management. Rapport 100790/R1*.
- Hamilton, S. J. & Buhl, K. J. (1990). Acute toxicity of boron, molybdenum, and selenium to fry of chinook salmon and coho salmon. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 19(3), 366-373.
- Hamilton, S. J. & Wiedemeyer, R. H. (1990). Concentration of boron, molybdenum, and selenium in chinook salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 119, 500-510.
- Hanssen – Bauer, I., Drange, H., Førland, E. J., Roald, L. A., Børsheim, K. Y., Hisdal, H., Lawrence, D., Nesje, A., Sandsven, S., Sorteberg, A., Sundby, S., Vasskog, K. & Ådlandsvik, B. (2009). Klima i norge 2100. Bakgrunnsmateriale til nou klimatilpassning. *Norsk klimasenter, september 2009, Oslo*.
- Howe, P. D., Malcolm, H. M. & Dobson, S. (2004). Manganese and its compounds: Environmental aspects. *WHO Concise International Chemical Assessment Document 63*.
- Hunsbedt, L., Cox, P. M., Flatabø, R., Johansen, K.-E. & Bustnes, J. A. (2007). Environmental challenges for norwegian mn-industry. *Proceedings of the Eleventh International Congress on Ferroalloys (INFACON 11), New Dehli, India*.
- Håvardstun, J. & Bakke, T. (2010). Risikovurdering av propelloppvirvling av sedimenter ved herøya industripark. *Niva-rapport 6000 s. 113*.
- Kim, J. H., Gibb, H. J. & Howe, P. D. (2006). Cobalt and inorganic cobalt compounds. *United Nations Environment Programme, International Labour Organisation, World Health Organization*, p. 88.
- Knutzen, J., Bjerkeng, B., Green, N., Kringstad, A., Schlabach, M. & Skåre, J. U. (2001). Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra grenlandsfjordene 2000. *Niva-rapport 4452-2001*, s. 230.
- Lindholm, O. (2004). Miljøgifter i overvann fra tette flater. *Niva-rapport 4775-2004*, s. 230 s. 42.
- Molvær, J., Bokn, T., Kirkerud, L., Kvalvågnes, K., Nilsen, G., Rygg, B. & Skei, J. (1979). Resipientundersøkelse av nedre skienselva, frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr. 8. Sluttrapport. *Niva-rapport 1103 s. 253*.
- Olsen, M. (2006). Prosjekt rein fjord-tiltaksplan for forurenset sjøbunn i telemark, rev-01. *Rapport fra Fylkesmannen i Telemark, ISBN 82-90959-09-5, s. 40*.

- Olsen, S. E., Tangstad, M. & Lindstad, T. (2007). Production of manganese ferroalloys. *Tapic Academic press, ISBN 978-82-519-2191-6, s. 247.*
- Ranneklev, S. B., Muthanna, T. M., Øxnevad, S., Bakke, T. & Lund, E. (2009). Pålegg vedrørende utslipp fra overflatevann - eramet norway sauda. *Niva-rapport 6010 s. 26.*
- Robertson, M., Scruton, D. & Clarke, K. (2007). Seasonal effects of suspended sediment on the behaviour of juvenile atlantic salmon. *T. Am. Fish Soc., 136, 822-829.*
- Skarbøvik, E., Stålnacke, P., Kaste, Ø., J.R., S., Tjomsland, T., Høgåsen, T., Aakerøy, P. A., Haaland, S. & Beldring, S. (2009). Riverine inputs and direct discharges to norwegian costal waters - 2008. *Klif-rapport TA-2569/2009, s. 75.*
- Underdal, B. (1970). Kvikksølvundersøkelser av fisk frå skiensvassdraget og frå frierfjorden/eidangerfjorden. *Rapport fra institutt for næringsmiddelhygiene, Norges veterinærhøgskole, s. 4.*
- Økland, T. E. (2005). Kostholdsråd i norske havner og fjorder. En gjennomgang av norske kostholdsråd i norske havner og fjorder fra 1960-tallet til i dag. *Mattilsynet, s. 269. ISBN 82-92650-01-06.*

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnærningsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no